جغرافیا و مخاطرات محیطی، شمارۀ سی و سوم، بهار ۱۳۹۹

صص ۴۳- ۱۷

DOI: https://doi.org/10.22067/geo.v9i1.85784

مقاله پژوهشی

ارزیابی ریسک اکولوژیکی عناصر سنگین در رسوبات حاشیه جاده‌ها در محیط GIS

مرضیه مکرم - دانشیار ژئومورفولوژی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران.

سعید نگهبان[1]- استادیار ژئومورفولوژی، بخش جغرافیا، دانشکده اقتصاد، مدیریت و علوم اجتماعی، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۲/۷ تاریخ تصویب: ۱۳۹۹/۵/۸

چکیده

فعالیت‌های انسانی ممکن است منجر به تجمع بیشتر فلزات سنگین در رسوبات حاشیه جاده شود. خودروها یکی از منابع تولید فلزات سنگین در جاده‌ها هستند که این آلاینده‌ها به صورت ذرات از اگزوز یا دیگر اجزا خودرو وارد محیط شده و باعث آلودگی خاک این نواحی می‌شود. در این پژوهش میزان تغییرات فلزات سنگین در رسوبات حاشیه جاده تحت تأثیر تردد وسایل نقلیه در جاده فسا- داراب (استان فارس) مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور نمونه‌های خاک از فواصل ۵ و۱۵ متری حاشیه جاده از دو عمق ۰-۱۵ سانتیمتری در قالب طرح بلوک کامل تصادفی به صورت فاکتوریل (عمق و فاصله) جمع آوری گردید. مقادیر کل و قابل جذب عناصر سنگین اندازه گیری و با دستگاه جذب اتمی قرائت گردید. شاخص محاسبه شاخص مولر و فاکتور آلودگی (CF)، شاخص ریسک اکولوژیکی (RI)، شاخص بار آلودگی تاملینسون (PLI) که برای تعیین میزان آلودگی منطقه مورد مطالعه بر روی ۵ عنصر کادمیوم، سرب، مس، روی و نیکل مورد محاسبه قرار گرفتند. نتایج نشان داد، مقدار غلظت میانگین عناصر نیکل، مس، روی، کادمیوم، و سرب به ترتیب 1.20، 2.86، 9.81، 10.08، و 84.17 میلی گرم بر کیلوگرم می‌باشد که غلظت سرب و کادمیوم بالاتر از مقدار پس زمینه محلی بود. بیش‌ترین مقدار فلزات سنگین برای نزدیکترین فاصله از جاده یعنی ۵ متری از آن می‌باشد و مقدار آن ۳۸/۸٦ میلی گرم بر کیلوگرم می‌باشد که با افزایش فاصله از جاده کاهش می‌یابد. شاخص زمین انباشتگی (Igeo) محاسبه شده براساس میانگین شیل و مقدار پس زمینه محلی نشان دهنده عدم آلودگی جدی منطقه به فلزات مس، روی و نیکل است و تنها کادمیوم و سرب در کلاس آلوده تا آلودگی متوسط، و آلودگی زیاد تا بشدت آلوده به ترتیب قرار گرفتند. نتایج حاصل از نقشه‌ها پهنه بندی به روش کریجینگ نشان داد که روی، نیکل و سرب در جنوب

۱ نویسنده مسئول ۰۹۱۹۱۱۳۳۷۵۰ Email: snegahban@shirazu.ac.ir

منطقه (نزدیکی شهر داراب)، کادمیوم در شمال (نزدیکی شهر فسا) و مس در بخش‌هایی از شمال، مرکز و جنوب بیشترین مقدار را داشتند.

کلیدواژه‌ها: آلاینده، فلزات سنگین، شاخص Igeo ، شاخص CF، شاخص PLI، شاخص RI، روش کریجینگ، فاصله از جاده.

۱- مقدمه

فلزات سنگین اثر سمی بودن در بدن انسان داشته و عوارض متعددی همچون بیماریهای خونی، عصبی و استخوانی ایجاد می‌کنند (سارکار[1]، ۲۰۰۲). با توجه به سمی بودن و دیگر آثار سوء فلزات سنگین بر سلامتی انسان ودیگرجانداران، حضور آنها در خاک حاشیهٔ جاده‌ها و بزرگراه‌های برونشهری از جمله موضوعات مهم محسوب می‌شود. خودروها عموماً از منابع اصلی تولید آلاینده‌های فلزات سنگین در رسوبات حاشیه جاده محسوب می‌شوند که این آلاینده‌ها به صورت ذرات از اگزوز یا دیگر اجزا خودرو وارد محیط شده و باعث آلودگی خاک و گیاهان این نواحی می‌شوند (وان بوهمن[2]، ۲۰۰۳). شایع‌ترین فلزات سنگین حاصل از وسایل نقلیه در جاده‌ها کادمیوم، مس، سرب، نیکل و روی است (الیک[3]، ۲۰۰۳؛ لی[4]، ۲۰۰۱). فلزات سرب و کادمیوم اثر سمی در بدن انسان داشته و عوارض متعددی همچون بیماریهای خونی، عصبی و استخوانی ایجاد می‌کنند (سرکار ۲۰۰۲). منابع عمده سرب، دود خروجی از اگزوز وسایل نقلیه بنزین سوز، رنگ‌های صنعتی و پسابهای خانگی و صنعتی است (هریسون و لاکسن[5]، ۱۹۷۷). در سالهای اخیر به دلیل حذف سرب از بنزین، ورود آن به رسوبات کاهش چشمگیری داشته است، اما همچنان انباشت پیشین آن در محیط باقی است (ساکار، ۲۰۰۲). کادمیوم از سمیترین فلزها در محیط زیست است که حالیت و تحرک بسیار بالایی دارد (پاگوتو و همکاران[6]، ۲۰۰۱) و به راحتی از خاک به گیاه انتقال می‌یابد (جیا و همکاران[7]، ۲۰۱۰). کادمیوم در تایر خودروها وجود دارد و از طریق استهلاک خودروها و انتشار ترافیکی به رسوبات اضافه می‌شود. سازمان سلامت جهانی (WHO) حد قابل تحمل هفتگی جذب کادمیوم و سرب با تخمین برای همه گروههای سنی به ترتیب ۰/۰۰۷ و 025/0 میلی گرم در کیلوگرم بدن فرد است (باکیردر و یامان[8]، ۲۰۰۸). با آلودگی گیاهان و خاک حاشیه جاده به فلزات سنگین و ورود این آلاینده‌ها به زنجیره غذایی، سلامتی بشر و حیوانات در معرض خطر قرار می‌گیرد. به منظور حفاظت زیست بومها از آلودگی فلزات سمی، بررسی آلودگی خاکها و گیاهان

1 Sarkar
2 Van Bohemen
3 Elik
4 Li
5 Harrison and laxen
6 Pagotto et al
7 Jia et al
8 Bakirdere and Yaman

حاشـیه جاده‌ها به این فلزات بسیار ضروری است (هگازی و آل کادی[1]، ۲۰۱۰). مطالعات مختلفی در زمینه بررسی آلودگی خاک و گیاهان حاشیه جاده به فلزات سنگین، همچنین ارتباط غلظتها با عوامل ترافیکی صورت گرفته است. برای نمونه در مطالعه‌ای اثرات سرب بر محیط زیست در اطراف نواحی پرترافیک در ایالات متحده مورد بررسی قرار گرفت که نتایج نشـان داد نواحی دارای مقدار نسبی بالای سرب، بیشتر بر خطوط اصلی جاده‌های پرترافیک منطبق بوده است (پندیاس و پندیاس[2]، ۱۹۹۲). آلودگی سرب و کادمیوم حاصل از سوختهای فسیلی در خاک سه منطقه در مسیر جاده تهران –دماوند بررسی شد نمونه‌ها از فواصل ۰،۱۰ و ۵۰ متری و عمق‌های ۵ و ۱۵ سانتیمتری خاک جمع آوری شـد. نتایج آماری با تعیین ضـریب همبسـتگی بین ویژگیهای خاک نشـان داد که سـرب با فاصله از جاده و بارندگی همبستگی منفی و دارای اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۵ بود؛ به عبارت دیگر با افزایش فاصله از محور اصـلی جاده غلظت سـرب در نمونه‌ها کاهش یافت و با افزایش بارندگی نیز به دلیل شستشوی خاک توسط باران، سرب در خاک کاهش یافت و کادمیوم با عمق و بارندگی همبستگی منفی داشت. کادمیوم بیشتر در قسمتهای سطحی خاک تجمع می‌یابد. مسعودی و همکاران (۲۰۱۲) در جاده ساری– قائمشهر غلظت سرب، کادمیوم، مس و روی را در خاک حاشیه جاده بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که هر سه فلز به جز کادمیوم تفاوت معنی داری در فاصـله نزدیک جاده دارند، غلظت سـرب، مس و روی با افزایش فاصـله از جاده کاهش یافت و در برخی فواصل مجدداً افزایش پیدا کرد، به علاوه با افزایش عمق خاک غلظت فلزات سنگین کاهش یافت. همچنین به دلیل تفاوت در جهت و قدرت باد بین غلظت فلزات سنگین در دو طرف جاده تفاوتهایی مشاهده شد.

صـفری سینگانی[3] (۲۰۰۷) تغییرات زمانی و مکانی سرب را بر روی گیاه تاج خروس در بزرگراه رزن– همدان مورد بررسی قرار داد که نتایج حاکی از آن بود که سطح سرب در نمونه‌های گیاهی بالاتر از حد مجاز بود که تحت تأثیر عواملی مانند تراکم ترافیک یا سن جاده، فصل یا فاصله از جادهها است. غلظت سرب در اندام هوایی بیشتر از ریشه بود، به علاوه غلظت سرب در فصل خشک (پائیز) بالاتر از دوره مرطوب (بهار) بود .همچنین با افزایش فاصله از جاده کاهش غلظت سرب در گیاه مشاهده شد. پرینسول اگبونا[4]، (۲۰۱۱) در نیجریه نشان دادند در خاک و گیاهان دارویی در شهر آبا، تجمع آشکاری از فلزات سنگین وجود دارد که وابسته به انتشار آلاینده‌ها از وسایل نقلیه است. جینفی و همکاران[5] (۲۰۱۲) به این نتیجه رسیدند که افزایش معنی دار سطوح فلزات سنگین در خاک و دانه‌های برنج و گندم، در امتداد بزرگراه در شرق چین، تحت تأثیر ترافیک در حاشیه جاده‌های مزارع برنج و گندم است. همچنین در پژوهشی توسط ناصر و همکاران[6] (۲۰۱۲) میزان سرب، کادمیوم و نیکل خاک و سبزیها حاشیه جاده در بنگلادش

1 Hegazi and El-Kady
2 Pendias and Pendias
3 Safari Sinegani
4 Princewell-Ogbonna
5 Jinfei et al
6 Naser et al

مورد بررسی قرار گرفت. غلظت سرب و نیکل در خاک و سبزی‌ها با افزایش فاصله از جاده کاهش یافته اما غلظت کادمیوم مستقل از فاصله از جاده بود. سوبوترا و تراندا[1] (۲۰۰٦) علاوه بر اندازه گیری غلظت سرب و کادمیوم در خاک‌های اطراف جاده، غلظت این دو فلز را در سنگ بستر این مناطق نیز اندازه گیری کردند. این پژوهشگران اختلاف معنی داری در سطح ۵ ٪ در غلظت این دو فلز بین فواصل ۱۰ متری پیدا کردند. غلظت ناچیزی از این دو فلز در نمونه‌های سنگ بستر منطقه به دست آمد. نتایج آنها نشان داد که غلظت بالای سرب و کادمیوم در نمونه‌های خاک منطقه تنها ناشی از سوخت‌های فسیلی بوده است و سازندهای زمین شناختی منطقه نقشی در این رابطه ندارند.

الچالابی و هوکر[2] (۲۰۰۰) نمونه‌هایی را از خاک سه سایت در منطقهٔ شهری بریسبان استرالیا جمع آوری کرده و روند توزیع سرب را در اطراف جاده‌ها مورد مطالعه قرار دادند. نتایج کار حاکی از آن بود که تردد وسایل نقلیه منبع اصلی آلودگی بوده است و در مناطقی با شرایط پایدارتر آب و هوایی، توزیع سرب خاک به طور مشخص با افزایش فاصله از جاده کاهش یافته است. همچنین در این تحقیق ملاحظه شد که سرب در۵ cmاول عمق خاک تجمع یافته است

فاکایود و اولابی[3] (۲۰۰۳) آلودگی خاک حاشیه خیابانهای شهر اوسگبو نیجریه را مطالعه کرده و با انتخاب ۳۹ سایت با حجم ترافیکی متفاوت روند پخش فلزات روی، نیکل، مس، کادمیوم و سرب را در فواصل ۵،۱۵،۳۰ و ۵۰ متری از خیابانها اندازه گیری کردند. دسته بندی غلظتها با توجه به حجم ترافیکی نشان داد که با افزایش فاصله از خیابانها تا فاصله ۵۰ متری، غلظت فلزات خاک به طور سریع کاهش می‌یابد

اسلام و همکاران[4] (۲۰۱٤) بررسی میزان فلزات سنگین (Cr، Ni، Cu، As، Cd و Pb) در آب و رسوب در شهر بنگلادش را بررسی کردند. نتایج نشان داد که روند کاهش فلزات در آب به صورت Cr> Cu> As> Ni> Pb> Cd و در رسوب به صورت Cr> Ni> Cu> Pb> As> Cd مشاهده شد. میزان فلزات مورد مطالعه بیش از حد بحرانی در آب آشامیدنی بود که نشان داد که این آب آلوده بوده و برای پخت و پز و اشامیدن مناسب نیست

خلیفه و گد[5] (۲۰۱۸) آلودگی خاک‌های کشاورزی به فلزات سنگین در جنوب غرب دلتای نیل در مصر بررسی کردند. در تحقیق مذکور، ۲٤ نمونه خاک در ۱۲ محل مورد بررسی قرار گرفتند که حوزه‌های اصلی منطقه Quessna را تشکیل می‌دهند. غلظت فلزات مورد مطالعه به ترتیب Zn> Cr> Pb> Cu> Ni> Co. کاهش نشان داد. میزان آلودگی و ارزیابی ریسک زیست محیطی فلزات در نمونه‌های خاک با استفاده از enrichment factor, geoaccumulation index, improved Nemerow's pollution index, Pollution load index, and potential

1 Sobotra and Tanda
2 Al-Chalabi and Hawker
3 Fakayode and Owolabi
4 Islam et al
5 Khalifa and Gad

ecological risk index بررسی شد. نتایج نشان داد که شهرنشینی شدید، فعالیت‌های صنعتی و فعالیت‌های کشاورزی مهم‌ترین منابع آلودگی فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه بود.

اوا وجسیچوسکا و همکاران[1] (۲۰۱۹) میزان فلزات سنگین (Cu، Pb، Zn، Cd، Ni، Cr) در اراضی شهری را در شمال لهستان بررسی کردند. در طول دوره ۳ ماهه، نمونه‌های رسوب از ورودی و خروجی از شش رآکتور واقع در جریان آب جمع آوری شد. غلظت فلزات از یک تا سه برابر بیشتر برای نیکل و از دو تا ۱۴۳ برابر بیشتر برای Cu در مقایسه با نتایج حوضچه‌های غیر آلوده بدست آمد. غلظت Cu بسیار بالا (۱۱۱٤ میلی گرم بر کیلوگرم) در رسوبات در یافت شد که نشان دهنده آلودگی بالای منطقه به فلزات سنگین می‌باشد. آگویلار پسانتر و همکاران[2] (۲۰۱۹) در جنوب Ponce Enríquez آلودگی رسوبات رودخانه به فلزات سنگین (Cu، Pb، Zn، Ni، As، Cd، Sb، Sr و Hg) را بررسی کردند. چهار پارامتر برای ارزیابی ترکیب ژئوشیمیایی رسوبات رودخانه و فلزات سنگین محاسبه شد که عبارت بود از: enrichment factor (EF), the geo-accumulation index (Igeo), the contamination factor (Cf) and the pollution load index (PLI). نتایج حاصل از تمامی شاخص‌ها نشان داد که غلظت فلزات سنگین در رسوبات زیاد است. از دیگر مطالعاتی که در زمینه آلودگی رسوبات و آب به فلزات سنگین انجام شده می‌توان به یان فنگ و همکاران[3] (۲۰۱۹)؛ سیدهانت دش و همکاران[4] (۲۰۱۹)؛ ادیتیا چاتورودی و همکاران[5] (۲۰۱۹) اشاره نمود. با توجه به اهمیت موضوع هدف از این تحقیق، بررسی میزان آلودگی خاک حاشیهٔ جاده داراب–فسا به فلزات سنگین است. در این تحقیق تأثیر دوری و نزدیکی ایستگاه‌های پمپ گاز و بنزین به جاده و یا اراضی شهری و تأثیر آن بر روی آلودگی خاک بررسی شد. در انتها از چندین مزرعه که در نزدیکی ایستگاه‌های پمپ گاز و یا بنزین و اراضی شهری بودند نمونه گیاهی تهیه و میزان غلظت عناصر در آن‌ها بررسی شد.

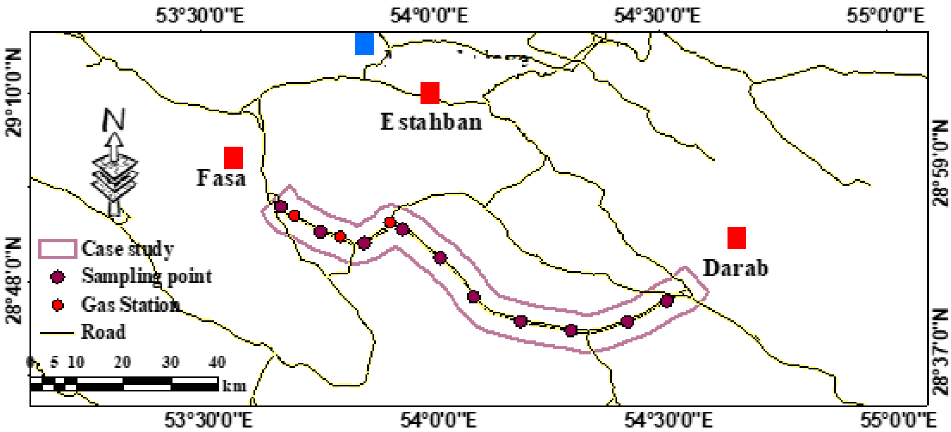
۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در جنوب استان فارس (جاده داراب–فسا) در موقعیت جغرافیایی 28°36´- 28°54´ N and 53°36´ - 54°30´ E واقع شده است که در شکل ۱ نشان داده شده است. بیش‌ترین و کمترین ارتفاع در منطقه مورد مطالعه بین ۱۰٤۲ و ۲۱۲۵ متر می‌باشد که بیشترین ارتفاع در مناطق مرکزی به سمت فسا واقع شده است. راه ارتباطی فسا به داراب با طول حدود ۱۰۰ کیلومتر و با امتداد جنوب شرقی- شمال غربی، از قدیم الایام به عنوان راه اصلی

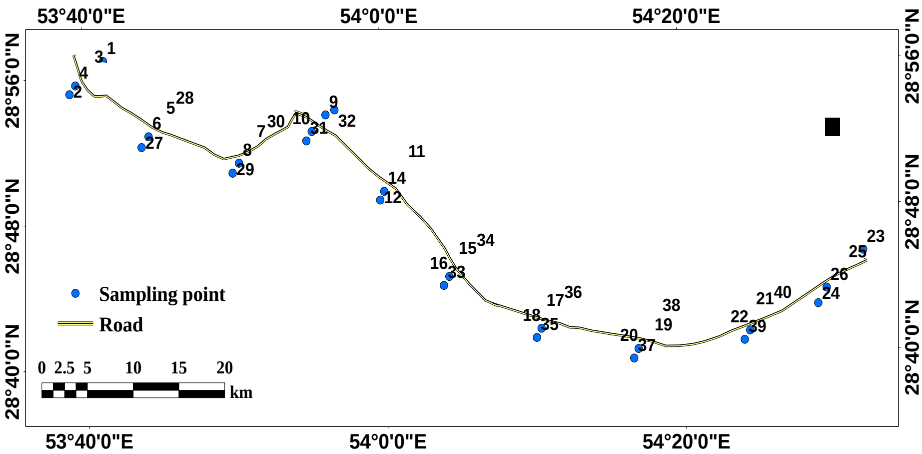
1 Ewa Wojciechowska
2 Aguilar Pesantes et al
3 Yan Feng et al
4 Siddhant Dash et al
5 Aaditya Chaturvedi et al

ارتباطی شـهر شـیراز (بزرگ‌ترین شـهر نیمه جنوبی کشور ایران) با شهر بندرعباس (بزرگ‌ترین بندر تجاری کشور ایران) مورد توجه بوده و همواره مورد استفاده انواع ماشین آلات سبک و سنگین قرار می‌گرفته است. شهرهای فسا و داراب به عنوان مهمترین مراکز جمعیتی جنوب شرقی استان فارس بوده که دارای قدمت تاریخی زیادی هستند و راه ارتباطی آنها به عنوان یکی از پر ترددترین راههای اسـتان فارس شـناخته می‌شـود. این عبور و مرور در طول زمان تاثیرات مختلفی بر محیط اطراف داشته و باعث گردیده که آلودگی هائی در منطقه ایجاد گردد. از جمله آلودگیهای تاثیرگذار بر محیط زیست اطراف جاده، آلودگی رسوبات و خاکهای اطراف آن می‌باشد که در این پژوهش به بررسی آلودگی خاکهای اطراف این جاده پرداخته می‌شود.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه

موقعیت نقاط نمونه برداری که در فاصله ۵ و ۱۵ متری از جاده انجام شده در شکل ۲ نشان داده شده است:



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری

۲-۲- روش پژوهش

در این مطالعه به منظور تعیین میزان آلودگی رسوبات دو طرفه جاده از فواصل ۵ و ۱۵ متر دو طرفه جاده رسوبات تا عمق ۱۵ سانتی متری برداشت شدند. فاصله نقاط نمونه برداری ۱۰ کیلومتر در مسیر جاده بود. بعد از تهیه داده‌ها ابتدا با استفاده از آزمون t تأثیر خودروها بر روی آلودگی رسوبات در فواصل مختلف از جاده بررسی شد. در ادامه به منظور تعیین میزان آلودگی هر یک از نمونه‌ها به فلزات سنگین از شاخص مولر و فاکتور آلودگی (CF)، شاخص RI، شاخص بار آلودگی تاملینســون (PLI) استفاده شد. از تحلیل همبستگی و تحلیل مؤلفه‌های اصلی به منظور بررسی ارتباط بین عناصر و شاخص RI و تعیین موثرترین پارامترها در آلودگی رسوبات و همچنین تعیین آلوده‌ترین ایستگاه استفاده شد. در نهایت با استفاده از روش کریجینگ پراکنش مکانی هر یک از عناصر در اطراف جاده‌ها بررسی شد. توضیحات مربوط به هر یک از دو روش در ادامه آمده است:

۲-۲-۱- نمونه برداری و آماده سازی داده‌ها

٤٠ نمونه خاک از عمق ۰-۱۵ ســانتیمتری جاده در ســه تکرار به طور تصــادفی جمع آوری شــدند (شــکل ۲). نمونه‌های جمع آوری شــده در آزمایشــگاه ابتدا عصــاره گیری شــده و ســپس غلظت‌های فلزات سنگین با دستگاه اسپکتروسکپی جذب اتمی اندازه گیری شدند. روش‌های عصاره گیری و اندازه گیری غلظت فلزات مطابق روشهای استاندارد (Page et al., 1982) در آزمایشگاه صورت گرفت، به طوریکه نمونه‌های رسوب خشک شده در هوای باز به مدت سه روز، کوبیده و خرد و با الک شماره ٦٠ الک شدند .از هر نمونه، ۱ گرم خاک با ۲۰ میلی لیتر مخلوط ۱:۱ اسیدهای غلیظ نیتریک (HNO_3) و هیدروفلوریک (HF) در یک ظرف دهان گشاد ترکیب و پس از خشک شدن در دمای ٦٠ درجه سانتیگراد خشک شدند .به مادهٔ خشک باقیمانده در ظرف‌های ۲۰ میلی لیتر اسید کلریدریک ۲ مولار اضافه شد و پس از همزدن با همزنهای پلاستیکی، از کاغذ صافی واتمن ٤۲ عبور داده شد.

از هر نمونه به میزان ۰/۲ گرم توزین و بعد از هضم با اسید نیتریک ۵ نرمال مقدار کل عناصر مس، نیکل و روی توســط دستگاه جذب اتمی مدل AA: Elmer-Perkin۳۰۳۰ ، سرب توسط دستگاه جـــذب اتمی مدل AA: ۲۰۰ Elmer-Perkinو همچنین مقدار کـل عنصـر کادمیم عصاره‌ها به دلیل آنکه خارج از حد تشخیص دو دستگاه قبلـی بود با دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتـی مـدل Rayleigh 1E-WF:تعیین شـــد.

Geo-accumulation index

مولر از اواخر دهه ۱۹٦۹ شاخص I_{geo} را معرفی کرده است (Muller) ۱۹٦۹و از آن زمان تا کنون به طور گسترده در اروپا برای مطالعه روی فلزات ســنگین استفاده می‌شود. شاخص I_{geo} با مقایسه غلظت‌های موجود یا غلظت‌های قبل از صنعتی شدن برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها استفاده می‌شود. براساس شاخص زمین انباشتگی مولر، Cnغلظت عنصــر مورد مطالعه در نمونه خاک یا رســوب و Bn غلظت عنصــر مورد مطالعه در مقدار زمینه

(جدول ۱) و ضـریب 1.5 فاکتور تصـحیح ماتریس زمینه ناشـی از اثرات لیتولوژی است. شاخص I_{geo} از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2[(Cn/(1.5' Bn)] \quad (1)$$

جدول ۱- میانگین شیل برای عناصر مورد ارزیابی (Woitke et al., 2003)

عنصر	میانگین شیل (قسمت در میلیون)
سرب	20
کادمیوم	0.38
مس	45
روی	95
نیکل	45

مولر بر اساس این شاخص، خاک‌ها را از نظر درجه آلودگی به هفت گروه طبقه بندی نموده است که در جدول ۲ ارائه شده است

جدول ۲- طبقه بندی کیفیت رسوبات بر اساس شاخص تجمع ژئوشیمیایی مولر (Muller, 1979)

وضعیت آلودگی	I_{geo} class	I_{geo} value	I_{geo} range
غیر آلوده	0	<= 0	I_{geo}<1
از آلوده تا آلودگی متوسط	1	0-1	
آلودگی متوسط	2	1-2	1< I_{geo}<3
آلودگی متوسط تا زیاد	3	2-3	
آلودگی زیاد	4	3-4	3< I_{geo}<5
از آلودگی زیاد تا بشدت آلوده	5	4-5	
به شدت آلوده	6	>5	I_{geo}>5

۲-۲-۲- محاسبه فاکتور آلودگی

جهت تعیین آلایندگی خاک به عناصر سنگین از فـــاکتور آلـــودگی (CF) استفاده گردید. بر اساس این فاکتور می‌توان مقـدار عناصـر را نسبت به مقدار طبیعی خود سنجید و میزان آلـودگی خـاک را تعیـین کرد. فاکتور آلودگی طبق رابطه زیر برای تمام عناصـر مـورد بررسـی محاسبه شد (هاکانسون[1]، ۱۹۸۰).

1 Hakanson

$$CF_{metal}=C_{metal} / C_{background} \quad (2)$$

در این معادله CF_{metal} نسبت غلظت هر فلز (C_{metal}) به مقدار غلظت زمینه طبیعی آن فلز ($C_{background}$) می‌باشد. در این مطالعه از طبقه بندی هکنسن برای فاکتور آلودگی (جدول ۳)، جهت ارزیابی آلایندگی فلزات سنگین استفاده شد.

جدول ۳- ارزیابی آلودگی فلزات سنگین بر اساس فاکتور آلودگی (هاکانسون، ۱۹۸۰)

دامنه تغییرات CF	شدت آلودگی
CF<1	آلودگی کم
1<=CF<=3	آلودگی متوسط
3<=CF<=6	آلودگی زیاد
CF>=6	آلودگی بسیار زیاد

۲-۲-۳- محاسبه شاخص بار آلودگی (PLI)

به منظور ارزیابی وضعیت آلودگی خاک به فلزات سنگین، شاخص PLI برای ۵ فلز مورد مطالعه محاسبه شد. شاخص بار آلودگی تعداد دفعاتی که غلظت فلزات سنگین در خاک و رسوبات نسبت به غلظت زمینه افزایش یافته است را نشان می‌دهد و خلاصه‌ای از وضعیت سمیت فلزات مورد بررسی را نشان می‌دهد (Chan et al., 2001). شاخص بار آلودگی تاملینسون (PLI) که به منظور بررسی وضعیت زیست محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرد به صورت ریشه n ام حاصلضرب غلظت‌های فلزات مختلف مورد بررسی تعریف می‌شود (آنگولو[1]، ۱۹۹۶):

$$PLI=\sqrt[n]{\prod_{k=1} CF_{metal}} \quad (3)$$

در این معادله CF_{metal} نشان دهنده فاکتور آلودگی هر فلز و n برابر با تعداد فلزات سنگین مورد مطالعه یا عدد ۵ است. PLI یک شاخص انتگرالی مهم در بررسی میزان آلودگی در مناطق آلوده است که هر چه از عدد یک بالاتر باشد دفعات آلوده بودن نسبت به محل غیر آلوده را نشان می‌دهد.

۲-۲-٤- شاخص RI

شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیکی اولین بار توسط هاکانسون به منظور ارزیابی ریسک آلودگی رسوبات و خاک به وسیله فلزات سنگین استفاده گردید (هاکانسون، ۱۹۸۰). این شاخص براساس میزان سمیت فلزات روشهای اصلاحی به وسیله محققان مختلفی همچون Wang و همکاران بکار گرفته شده است. براساس رویکرد هاکانسون،

1 Angulo

فاکتور پاسخ سمیت برای فلزات کادمیوم، مس، سرب، کروم و روی به ترتیب برابر ۳۰، ۵، ۵، ۲ و ۱ می‌باشد. در این مطالعه پتانسیل ریسک اکولوژیکی براساس رابطه‌های 4 و 5 محاسبه گردید.

$$E_r^i = \frac{C^i}{C_o^i} \times T_r^i \qquad (4)$$

$$RI = \sum_{i=1}^{5} E_r^i \qquad (5)$$

در رابطه‌های 4 و 5: E_r^i شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی، و: C^i و C_o^i به ترتیب مقدار اندازه گیری شده و مقادیر پیش زمینه طبیعی (value Background) و T_r^i برابر فاکتور پاسخ سمیت فلز می‌باشد. غلظت زمینه طبیعی مس، روی، نیکل، سرب و کادمیوم به ترتیب برابر با 45، 95، 45، 20 و 0.38 میلی گرم بر کیلوگرم (هاکانسون، ۱۹۸۰؛ لئو و همکاران[1]، ۲۰۱۳) و غلظت زمینه انسانی این فلزات به ترتیب برابر با 31.6، 49.5، 45.8، 54.1 و 0.23 میلی گرم بر کیلوگرم تخمین زده شده است (رحمان[2]، ۲۰۱۲) (جدول ٤):

جدول ٤- غلظت زمینه فلزات سنگین (mg/kg) درمنطقه مورد مطالعه، برخی از کشورها و مقیاس جهانی (رحمان، ۲۰۱۲)

عنصر	غلظت زمینه طبیعی (n=48)	غلظت زمینه انسانی (n=208)	لیتوانی (خاک‌های لوم و رس) (Carlon, 2007)	بلژیک (Carlon, 2007)	چین (Chen, et al., 1991)	مقیاس جهانی (Kabata-Pendias Pendias, 2001)
Cu	45	5	11	17	22.6	13-24
Zn	95	1	62	36	74.2	45-100
Ni	45	2	9	18	26.9	12-34
Pb	20	5	40	15	26	22-44
Cd	0.38	30	0.8	0.2	0.097	0.3-0.7

۲-۳- روش زمین آمار برای تهیه نقشه پراکنش شاخص آلودگی

به منظور شناسایی هر چه بهتر مناطق آلوده و یا مناطق در معرض آلودگی به فلزات سنگین، اقدام به تهیه نقشه‌های پراکنش هر یک از عناصر سنگین، شاخص RI، شاخص بار آلودگی تاملینسون (PLI) شد. بدین منظور ابتدا از تابع نیم تغییرنما برای نشان دادن تغییرات یک متغیر با در نظر گرفتن فاصله در محیط نرم افزار ArcGIS v.10.2 استفاده شد که معادله ان به صورت زیر است (جانستون[3]، ۲۰۰۱.):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \qquad (5)$$

1 Liu et al
2 Rahman
3 Johnston et al

در معادله نیم تغییر نما یا واریوگرام که با $\gamma(h)$ نشان داده شده است. N (h) تعداد جفت نقاطی است که فاصله ان ها از هم به اندازه h اســت. $z(x_i)$ و $Z(x_i+h)$ متغیرهای ناحیه‌ای با فاصله h از یکدیگرند. هر تابع نیم تغییرنما با سه مؤلفه اثر قطعه‌ای (C_0)، دامنه تأثیر (a) و حد استانه ($C+C_0$) مشخص می‌شود. مقدار نیم تغییر نما در مبدأ مختصات، یعنی به ازای H=0 را اثر قطعه‌ای (C_0) می‌نامند. در این پژوهش از مدل‌های کروی، نمایی، گوسی برای برازش نیم تغییرنما استفاده شد. در ادامه به منظور تهیه نقشه پهنه بندی از روش کریجینگ استفاده شد که معادله ان در زیر آمده است:

$$Z^*(X_i) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(X_i) \qquad (6)$$

در این معادله $Z(X_i)$ تخمین مقدار متغیر z در نقطه x و λ_i وزن آماری اختصـــاص یافته به مقادیر z در نقطه x_i است. در نهایت با توجه به مقادیر مشاهده شده و برآورد شده، دقت هر روش با توجه به معیارهای آماری R^2، میانگین مطلق اشتباهات (MAE)، مجذور میانگین اشتباهات (MSE)، میانگین اریبی اشتباهات (MBE) و ریشه دوم میانگین مربع خطا (RMSE) ارزیابی شد:

$$RMSE=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Z^*(X_i)-Z(X_j))^2}{n}} \qquad (7)$$

که در آن $Z^*(X_i)$، $Z(X_i)$ و n به ترتیب مقدار برآورد شده، مقدار اندازه گیری شده متغیر مورد نظر و تعداد داده‌ها محسوب می‌شوند.

۳- نتایج و بحث

مقادیر مس، سرب، روی، کادمیوم و نیکل اندازه گیری شده برای هر یک از نمونه‌های مورد مطالعه در جدول زیر نشان داده شده است. نتـایج آزمـون نرمالیتـه کولمـوگروف–اسـمیرنوف نشان می‌دهد که که کلیه پارامترهای اندازه گیری شده حالت نرمال دارند. با توجه به ستون Sig در جدول ۵، دیده می‌شود که در سطح خطای ۰٫۰۵، فرض صفر که نشان دهنده یکنواخت بودن توزیع داده‌ها است، رد نمی‌شود.

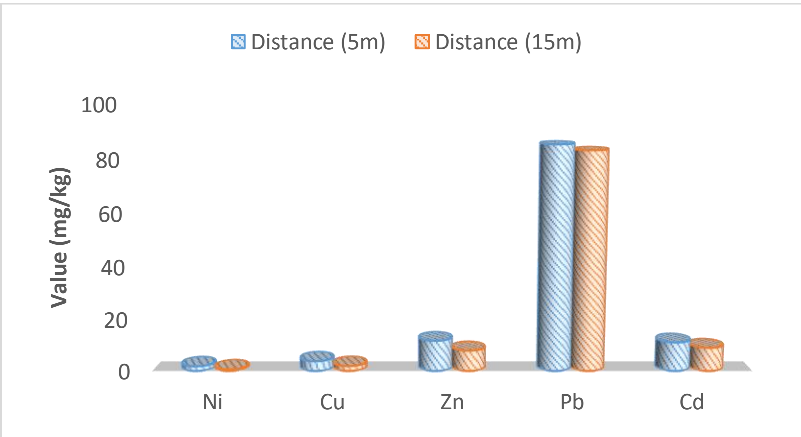
جدول ۵- ویژگی‌های آماری داده‌های

Parameter	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Average	1.205	2.865	9.815	10.085	84.175
Minimum	0	0	0	0	29.6
Maximum	8	11	24	27	137
STDVE	2.3	3.8	5.3	10.2	24.3
Sig.	0.01	0.02	0.00	0.01	0.00

همچنین بر اساس جدول ۵ ملاحظه می‌شود که میانگین غلظت سرب و کادمیوم به مراتب بیشتر از میانگین غلظت استاندارد است.

در این مطالعه خاک اطراف جاده در دو فاصله ۵ و ۱۵ متری تهیه و مقدار عناصر سنگین در آن‌ها اندازه گیری شد. میانگین مقادیر اندازه گیری شده نشان داد که غلظت عناصر در فاصله ۵ متری بیشتر از فاصله ۱۵ متری می‌باشد که نشان دهنده تأثیر خودروها بر روی آلودگی خاک‌های مجاور جاده می‌باشد (شکل ۳). همچنین بر اساس شکل ۳ مشخص می شو که سرب و کادمیوم دارای مقادیری بالاتری نسبت به سایر عناصر می‌باشد که نشان دهنده عدم تأثیر فعالیت‌های انسانی بر افزایش این عناصر می‌باشد که با نتایج مطالعات (یایلی ابانوز[1]، ۲۰۱۱) همخوانی دارد.

آنچه در مورد آلودگی خاک حاشیه جاده منطقه مورد مطالعه به فلزات سرب، نیکل، روی، مس و کادمیوم مشاهده شد با مشاهدات چند محقق دیگر در کشورهای مختلف از جمله کلیک و همکاران[2] (۲۰۰۵) در ترکیه، نادیوکور[3] (۱۹۸٤) در نیجریه و هریسون و همکاران[4] (۱۹۸۱) در انگلیس همخوانی دارد مقادیر غلظت سرب و کادمیوم کل در خاک اطراف جاده منطقه مورد مطالعه را باید با مقادیر حداکثر غلظت قابل قبول خاک‌های کشاورزی مقایسه کرد .این مقایسه از آن جهت مفید است که معمولاً آبراهه‌های اطراف جاده‌ها، محل کاشت درختچه، درختان و گاهی چمن و در مواردی برای ایجاد فضای سبز استفاده می‌شود، بنابراین خاک آنها بایداز آلودگی کمتری برخوردار باشد.



شکل ۳- غلظت عناصر در فاصله ۵ و ۱۵ متری دو طرفه جاده

1 Yaylali Abanuz
2 Celick et al
3 Ndiokwere
4 Harrison

۳-۱- شاخص مولر

نتایج محاسبه شاخص ژئوشیمیایی مولر به منظور طبقه بندی رسوبات از نظر شدت آلودگی به عناصر مورد ارزیابی، بیانگر آن بود که رسوبات منطقه مورد مطالعه از نظر نیکل، مس و روی فاقد آلودگی بوده در صورتیکه کادمیوم و سرب در کلاس آلوده تا آلودگی متوسط، و آلودگی زیاد تا بشدت آلوده به ترتیب قرار گرفتند (جدول ٦). بیش‌ترین مقدار کادمیوم در ایستگاه‌های ۸، ۹ و ۱۰ و بیشترین مقدار سرب در ایستگاه ۲٤ است (جدول ٦).

جدول ٦- مقادیر محاسبه شده شاخص مولر و طبقه بندی رسوبات از نظر شدت آلودگی به عناصر سنگین

code	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	code	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	0	0	0	4.98	2.02	21	0	0	0	0	1.54
2	0	0	0	0	1.45	22	0	0	0	5.13	1.82
3	0	0	0	3.62	1.45	23	0	0	0	5.13	0.55
4	0	0	0	0	1.34	24	0	0	0	0	2.19
5	0	0	0	0	0.30	25	0	0	0	0	1.40
6	0	0	0	4.40	1.28	26	0	0	0	5.20	1.74
7	0	0	0	4.40	1.32	27	0	0	0	4.07	0.96
8	0	0	0	5.57	1.66	28	0	0	0	0	0.00
9	0	0	0	5.51	1.74	29	0	0	0	5.24	1.34
10	0	0	0	5.57	1.54	30	0	0	0	4.07	1.00
11	0	0	0	5.06	1.62	31	0	0	0	5.24	1.21
12	0	0	0	5.27	1.63	32	0	0	0	5.19	1.42
13	0	0	0	5.20	1.72	33	0	0	0	0	1.76
14	0	0	0	3.98	0.68	34	0	0	0	5.07	1.58
15	0	0	0	5.40	1.90	35	0	0	0	0	1.50
16	0	0	0	0	2.08	36	0	0	0	0	1.70
17	0	0	0	0	2.02	37	0	0	0	0	0.68
18	0	0	0	0	1.82	38	0	0	0	0	1.39
19	0	0	0	0	1.71	39	0	0	0	4.81	1.50
20	0	0	0	0	1.00	40	0	0	0	0	1.21

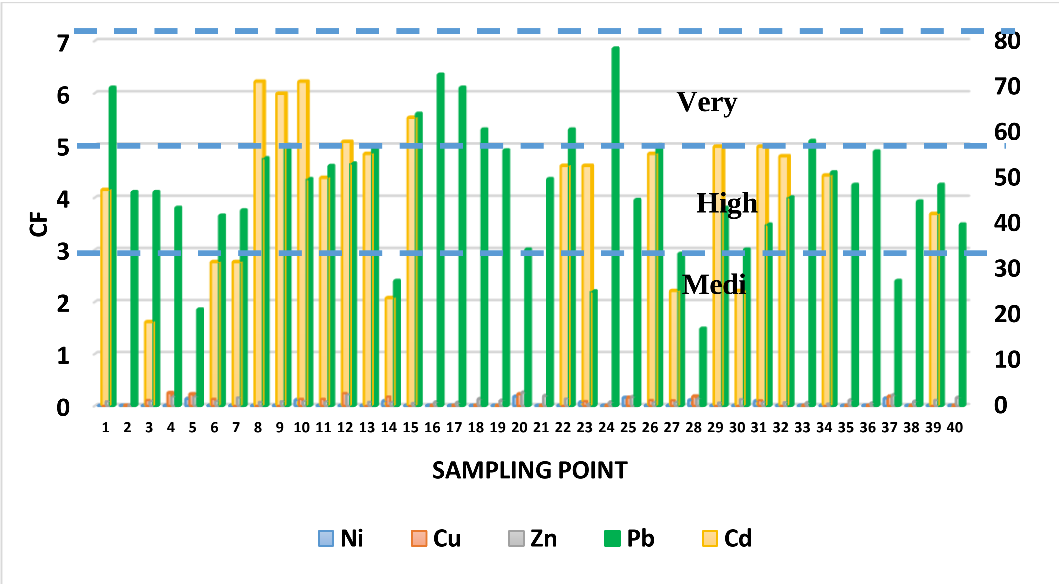
۳-۲- فاکتور آلودگی (CF)

الگوی مشابهی از آلودگی عناصر براساس شاخص فاکتور آلودگی (CF) برای عناصر در منطقه به دست آمد. بر اساس میانگین فاکتور آلودگی، مقادیرCF برای عناصر نیکل، مس و روی کمتر از ۱ بوده و در کلاس آلودگی کم قرار گرفتند. در صورتیکه سرب با مقادیر بین ٦-۳ در کلاس آلودگی زیاد و سرب با مقادیر بیشتر از ٦ در کلاس آلودگی بسیار زیاد قرار گرفت (شکل ٤). بر اساس فاکتور آلودگی % 57.5 %25، درصد از نمونه‌ها برای کادمیوم، سرب به

ترتیب در طبقه آلودگی بسیار بالا هستند. همچنین 62.5%،0% از داده‌ها به ترتیب برای فلزات کادمیوم، سرب در طبقه آلودگی بالا قرار گرفت. در مورد فلز روی، مس و نیکل 100%داده‌ها طبقه آلودگی کم را به خود اختصاص دادند (جدول ۷).

جدول ۷- طبقات فاکتور آلودگی (CF) فلزات سنگین در خاک سطحی اطراف جاده بر حسب درصد

فلز	آلودگی کم	آلودگی متوسط	آلودگی زیاد	آلودگی بسیار زیاد
Ni	1	0	0	0
Cu	1	0	0	0
Zn	1	0	0	0
Pb	12.5	62.5	25	0
Cd	42.5	0	57.5	0

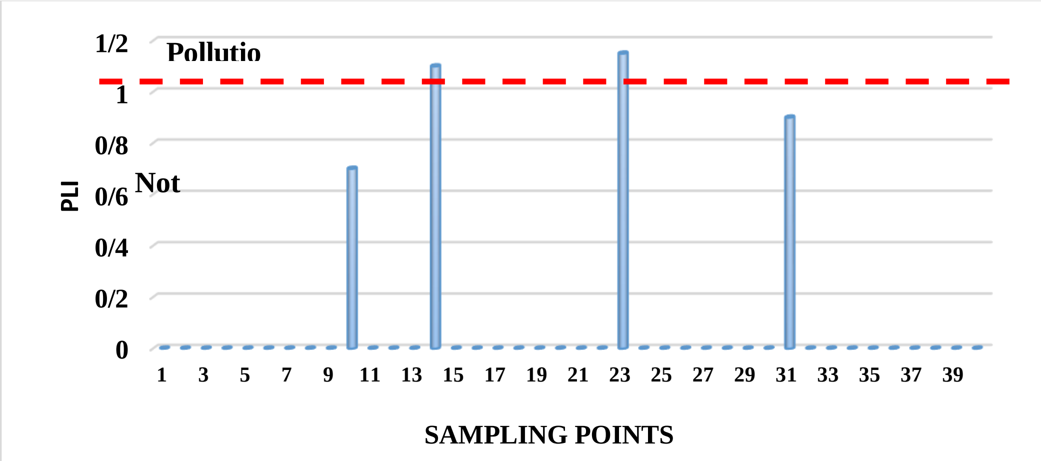


شکل ٤- رده بندی ایستگاه‌های مورد مطالعه بر اساس مقادیر شاخص ضریب آلودگی (CF) فلزات سنگین

(محور افقی کد ایستگاه نمونه برداری و محور عمودی مقادیر شاخص CF)

۳-۳- شاخص آلودگی PLI

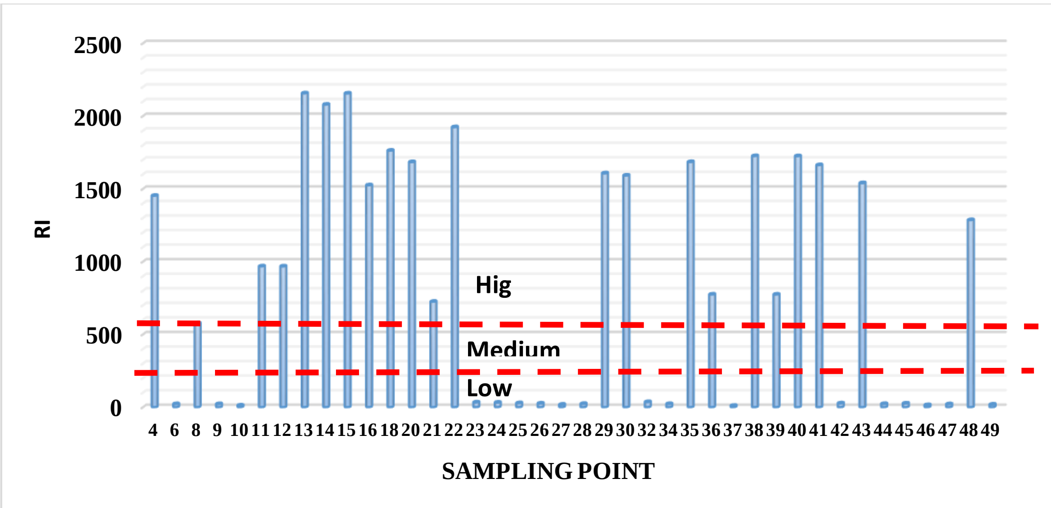
نتایج شاخص PLI نشان داد که ایستگاه‌های ١٤ و ٢٣ در رده آلودگی زیاد دسته بندی شده و مابقی ایستگاه‌ها در وضعیت عدم آلودگی طبقه بندی شده است. (شکل ٥):



شکل ٥- رده بندی ایستگاه‌های مورد مطالعه بر اساس مقادیر شاخص بار آلودگی (PLI) فلزات سنگین (محور افقی کد ایستگاه نمونه برداری و محور عمودی مقادیر شاخص PLI)

٤-٣- شاخص RI

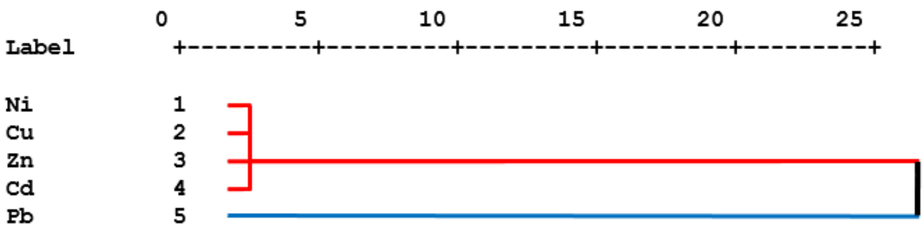
شکل ٦ نمایش دهنده نتایج مربوط به شاخص ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در منطقه است. مطابق با نتایجRI، ایستگاه‌های 13, 15, 14, 22, 18, 38, 40, 35, 20, 41, 29, 30, 43, 16, 4, 48, 11, 12, 36, 39, 21, 8دارای ریسک زیاد که از بین آن‌ها ایستگاه‌های ١٣، ١٤، ١٥ و ٢٢ دارای بیشترین مقادیر RI هستند و بقیه ایستگاه‌های دارای ریسک متوسط و کم هستند.



شکل ٦- شاخص ریسک اکولوژیک (RI) فلزات سنگین در ایستگاه‌های مورد مطالعه (محور افقی: کد ایستگاه نمونه برداری و محور عمودی: مقادیر شاخص RI)

۳-۵- تحلیل مؤلفه‌های اصلی (عناصر سنگین و شاخص‌های آلودگی)

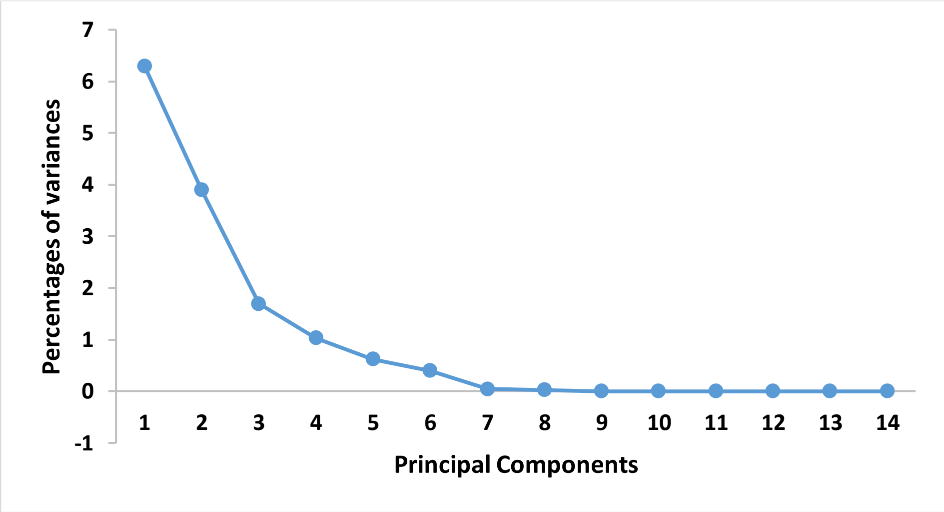
با توجه به شـــدت تغییرات آلاینده‌ها و شـــاخص‌ها در منطقه مورد مطالعه روش‌های آنالیز خوشـــه‌ای و تحلیل مؤلفه‌های اصلی عناصر با استفاده از نرم افزار SPSSانجام شد. در شکل ۷ نمودار دندوگرام تحلیل خوشه‌ای غلظت فلزات سنگین مورد بررسی آورده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، اکثر عناصر در خوشه یک قرار گرفته‌اند. خوشه اول که با رنگ قرمز نشان داده شده است شامل فلزاتی همچون Znو Cu، Ni, Cd بیش‌ترین شباهت را از نظر مقداری با یکدیگر دارند. خوشه دوم حاوی فلز Pb می‌باشد که در ارتباط با خوشه اول می‌باشند. بر اساس نتایج آنالیز خوشـــه بندی در شکل ۷ که عنصر Pb خوشه آلودگی جداگانه‌ای دارند، در هنگام ارزیابی آلودگی خاک‌های منطقه حداقل باید غلظت عنصرPb حتماً مورد بررسی قرار گیرد .



شکل ۷- دندوگرام حاصل از تحلیل خوشه‌ای غلظت فلزات سنگین

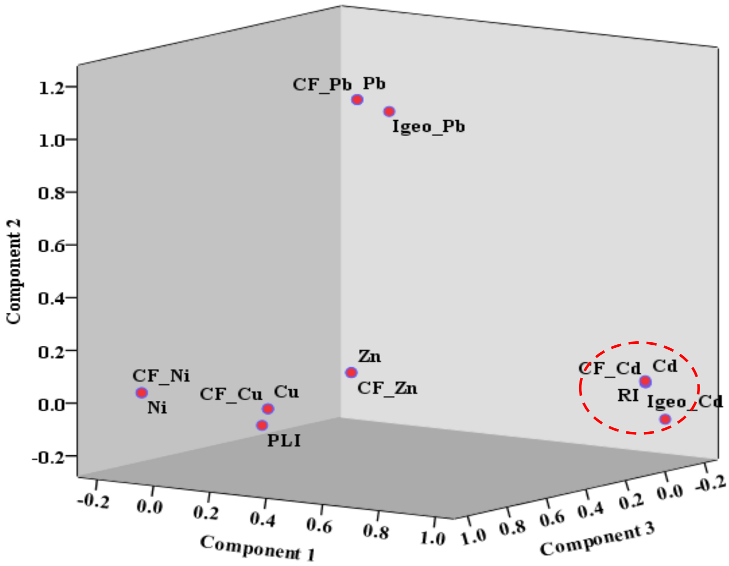
در این بخش از آزمون PCA برای انتخاب پارامترهای مؤثر در ارزیابی ریسک اکولوژیکی کلیه نقاط نمونه برداری منطقه مورد مطالعه اســتفاده شــد. با توجه به شــکل ۸ مشــخص می‌شود کـــه مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم مؤلفه‌های اصلی بوده و در مجمـوع 92.26% تغییـــرات واریانس را بیـــان می‌کنند. مؤلفه اول 44.98% تغییرات را نشان می‌دهد و شـــامل پارامترهایCd, Cf-Cd, RI, Igeo-Cd می‌باشد، مؤلفه دوم نیـــز 27.83% تغییـــرات رانشان می‌دهد و شامل پارامترهایPb, Igeo-Pb, CF-Pb می‌باشد. مؤلفه سوم نیـــز 12.08% تغییـــرات رانشان می‌دهد و شامل پارامترهایNi, CF-Ni می‌باشد. مؤلفه چهارم نیـز 7.34% تغییـرات رانشان می‌دهد و شامل پارامترهایی Zn, CF-Zn می‌باشد.

درصد تغییرات بیان شده برای ۱٤ پارامتر برای کلیه نقاط نمونه در شکل ۸ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۸ مشــخص می‌شــود که مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم دارای بیشترین درصد تغییرات نسبت به دیگر مؤلفه‌ها هستند.



شکل ۸- درصد واریانس بیان شده توسط ۱٤ مؤلفه برای کل ایستگاه‌ها در دو سال ۲۰۱۰ و ۲۰۱٦

توزیع شـــماتیک وزن عناصـــر مختلف در مؤلفه‌های اول و دوم برای همه پارامترها در شـــکل ۹ آمده اســـت. همـانطـور کـه در شـکل ۹ مشاهده می‌شود عناصر Cd, Cf-Cd, RI, Igeo-Cd کـه در بیـشترین فاصله از این خط قرار دارند، دارای بیشترین وزن در مؤلفه اول بوده و بیشترین تغییرپذیری عناصر آلوده در منطقـه را توجیـه می‌نمایند. در مقابـل عناصـر Zn, CF-Zn کـه دارای نزدیکترین فاصله به خط مزبور هستند کمترین تغییرپـذیری را در مؤلفه اول توجیه کرد.



شکل ۹- توزیع شماتیک وزن عناصر مختلف در مؤلفه‌های اول، دوم، سوم در پارامترهای مختلف منطقه مورد مطالعه

طبق جدول ۸ ملاحضــه می‌شود که PC_1 بیش‌ترین همبستگی را با کادمیوم، CF_{Cd}، RI و $Igeo_{Cd}$ دارد و بنابراین ساده‌ترین و دقیق‌ترین معادله برای محاسبه شاخص RI با استفاده از نتایج مؤلفه اول قابل دستیابی است. نتایج نشان داد پارامترهای کادمیوم، CF_{Cd}، RI و $Igeo_{Cd}$ دارای مقدار ویژه 0.993، 0.99، 0.98 و 0.97 بوده و بنابراین مؤلفه مؤثر را با حاصــلضرب غلظت این عناصر در مقادیر بردار ویژه محاسبه و PC_1 سپس به عنوان ورودی به مدل رگرسیون خطی استفاده شد. ضرایب رابطه بین شاخص RI با این مؤلفه بر اساس داده‌های مرحله توسعه روابط به صورت زیر بدست آمد که ضرایب و ثابت‌ها نیز در سطح ۹۵٪ معنی دار بودند:

$$PC_1 = \sum_{i=1}^{n} a_i . c_i = 0.993[Cd] + 0.99[CF_{Cd}] + 0.98[RI] + 0.97[Igeo_{Cd}] \quad (8)$$

$$RI = 78.947[Cd] + 0.25[Pb] + 5[CF_{Cu}] + 2[CF_{Ni}] + 0.11PC_1 \quad (9)$$

جدول ۸- مقادیر هر یک از مؤلفه‌ها برای هر یک از پارامترها

پارامترها	1	2	3	4
Cd	.993			
CF_Cd	.993			
RI	.993			
Igeo_Cd	.987	-.113	-.117	
Pb		1.005		
CF_Pb		1.005		
Igeo_Pb		.956		
Ni	-.140		.926	
CF_Ni	-.140		.926	
PLI	.167		.755	-.630
CF_Cu	.108		.641	.414
Cu	.108		.641	.414
Zn				.930
CF_Zn				.930

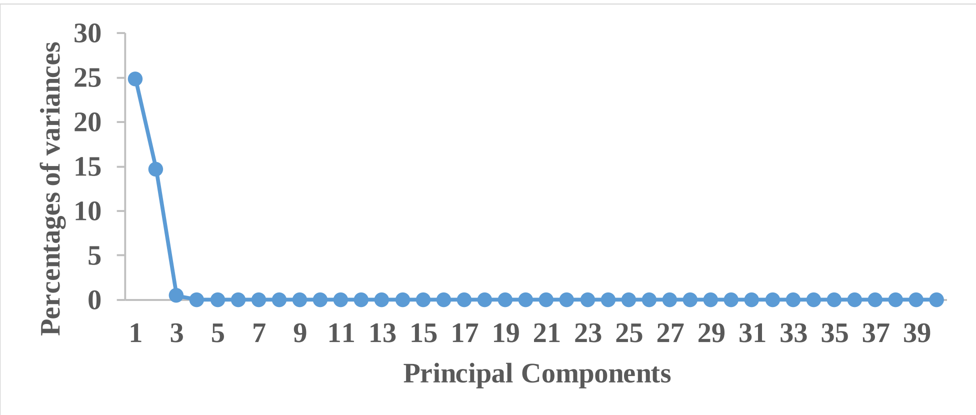
Extraction Method: Principal Component Analysis.
Rotation Method: Promax with Kaiser Normalization.
a. Rotation converged in 5 iterations.

در ادامه از آزمون PCA برای انتخاب آلوده‌ترین ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه استفاده شد. با توجه به شکل ٦ و جدول ۹ مشــخص می‌شــود که میانگین درصد تغییرات کل دارای ۲ مؤلفه است کـــه مؤلفه‌های اصلی بوده و در مجمـــوع 98.7% تغییـــــرات واریانس را بیـــــان می‌کنند. مؤلفه اول 62% تغییرات را نشان می‌دهد و شـــامل ایستگاه‌های 1,3,6,7,11,13,14,15,22,26,27,30,34می‌باشد، مؤلفه دوم نیـــز 36.69% تغییـــرات رانشان می‌دهد و شامل ایستگاه‌های 4,21 می‌باشد.

جدول ۹- مقادیر هر یک از مؤلفه‌ها برای هر یک از ایستگاه‌ها

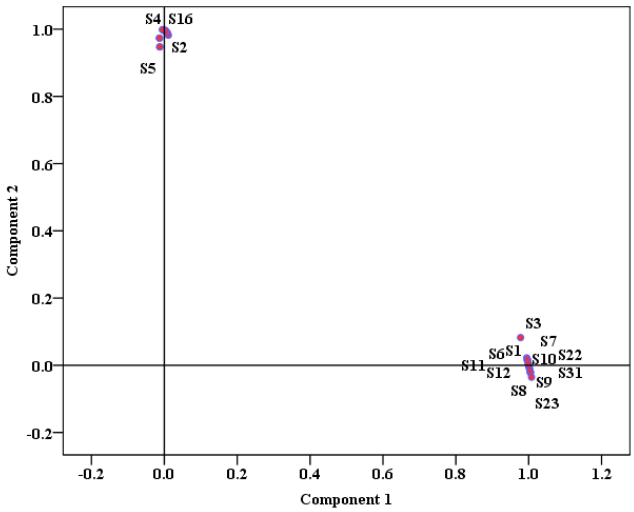
Station	1	2	Station	1	2
S1	0.912	-0.411	S21	0.622	0.779
S2	0.626	0.760	S22	0.904	-0.427
S3	0.934	-0.357	S23	0.887	-0.462
S4	0.625	0.774	S24	0.628	0.766
S5	0.583	0.743	S25	0.625	0.778
S6	0.908	-0.419	S26	0.901	-0.433
S7	0.909	-0.416	S27	0.908	-0.419
S8	0.895	-0.447	S28	0.583	0.743
S9	0.896	-0.443	S29	0.894	-0.447
S10	0.893	-0.450	S30	0.909	-0.416
S11	0.902	-0.433	S31	0.893	-0.450
S12	0.899	-0.439	S32	0.896	-0.443
S13	0.901	-0.434	S33	0.628	0.767
S14	0.904	-0.428	S34	0.901	-0.435
S15	0.901	-0.435	S35	0.627	0.774
S16	0.628	0.767	S36	0.628	0.766
S17	0.628	0.766	S37	0.599	0.763
S18	0.627	0.774	S38	0.628	0.772
S19	0.628	0.772	S39	0.904	-0.427
S20	0.599	0.763	S40	0.622	0.779

درصد تغییرات بیان شده برای ۱۴ پارامتر برای کلیه نقاط نمونه در شکل ۱۰ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۱۰ مشخص می‌شود که مؤلفه‌های اول و دوم دارای بیشترین درصد تغییرات نسبت به دیگر مؤلفه‌ها هستند.



شکل ۱۰- توزیع شماتیک وزن عناصر مختلف در مؤلفه‌های اول، دوم در ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه

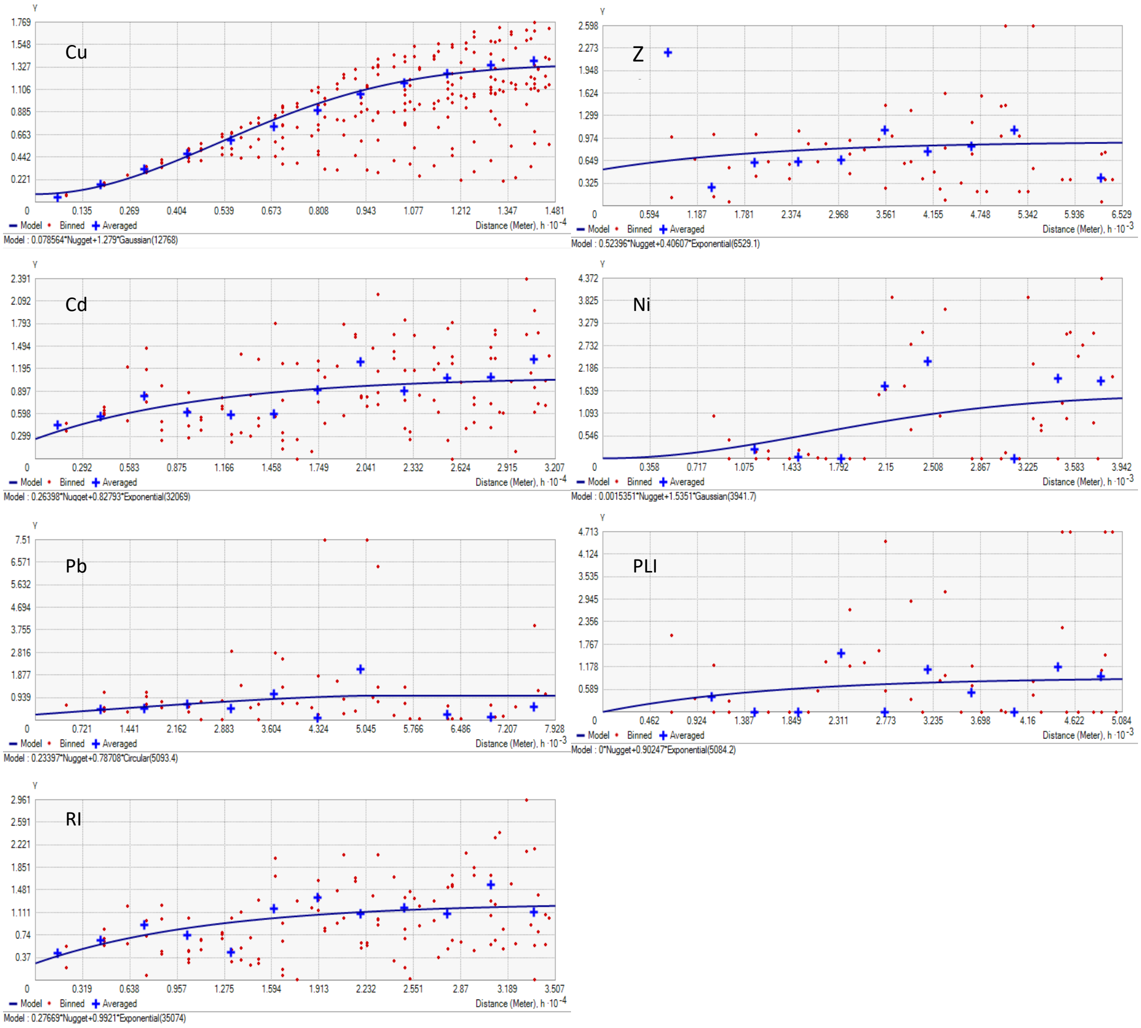
به عنوان نمونه توزیع شماتیک وزن ایستگاه‌های مختلف در مؤلفه‌های اول و دوم در شکل ۱۱ آمده است. همانطور که در شکل ۱۱ و شکل ۲ مشاهده می‌شود ایستگاه‌های 1,3,6,7,11,13,14,15,22,26,27,30,34که در بیشترین فاصله از این خط قرار دارند، و در مجاورت ایستگاه‌های پمپ گاز قرار دارند، دارای بیشترین آلودگی می‌باشند.



شکل ۱۱- توزیع شماتیک وزن عناصر مختلف در مؤلفه‌های اول، دوم در ایستگاه‌های مختلف منطقه مورد مطالعه

۳-۶- بررسی مکانی آلودگی

به منظور برازش بهترین مدل بر روی واریوگرام تجربی از میزان RSS کمتر و استحکام ساختار فضایی قوی‌تر استفاده شد (Robinson and Metternicht, 2006). واریوگرام مربوط به روش کریجینگ در شکل ۱۲ نشان داده شده است. همچنین جدول ۱۲ مدل مناسب برازش داده شده بر روی واریوگرام و عامل‌های مربوطه را نشان می‌دهد. نسبت اثر قطعه‌ای به استانه را می‌توان برای ارزیابی ساختار مکانی داده‌ها مورد بررسی قرار داد. ولی این نسبت اگر کمتر از 0.25 باشد متغیر مورد نظر دارای ساختار مکانی قوی می‌باشد، بین 0.25 تا 0.75 ساختار مکانی متوسط و بزرگتر از 0.75 ساختار فضایی ضعیف است (Shi et al., 2007). با توجه به اینکه نسبت اثر قطعه‌ای بر استانه (C0/C0+C) بهترین مدل برای روی، مس، نیکل، PLI مدل Gussian، کادمیوم و RI مدل Exponentialو سرب مدل circular در نظر گرفته شد.

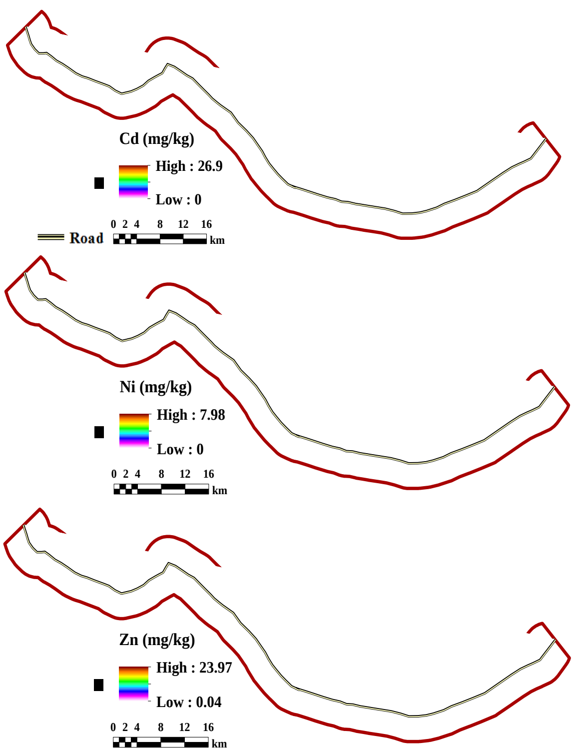


شکل ۱۲- واریوگرام مربوط به عناصر مؤثر در آلودگی رسوبات اطراف جاده

جدول ۱۰- بهترین مدل برازش داده شده به واریوگرام و عامل‌های مربوط به آن

عامل‌های آلودگی رسوبات	مدل	اثر قطعه‌ای (Co)	آستانه (C0+C)	CO/C0+C	R2	RSS
سرب	Circular	0.23	1.017	0.226	0.71	0.01
کادمیوم	Exponential	0.26	1.087	0.239	0.53	0.13
روی	Gaussian	0.52	0.926	0.562	0.81	0.17
مس	Gaussian	0.0785	1.348	0.058	0.82	0.13
نیکل	Gaussian	0.001	1.531	0.001	0.71	0.19
RI	Exponential	0.27	1.262	0.214	0.83	0.17
PLI	Gaussian	0.001	0.903	0.001	0.83	0.17

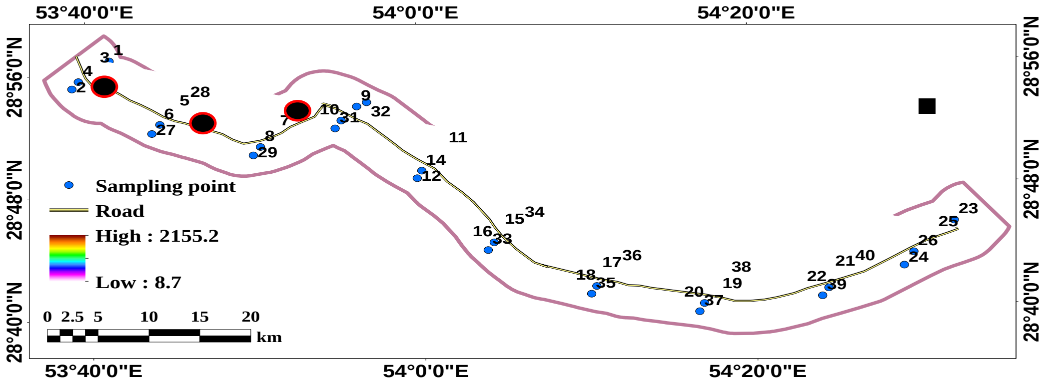
به منظور تعیین نقشــه عناصر سنگین از بین روش‌های زمین آمار از روش کریجینگ به علت دقت باالتر استفاده شد (Rizzo and Mouser, 2000). در شکل ۱۳ نقشه‌های کریجینگ پراکنش فـاکتور آلـودگی فلـزات سنگین مورد مطالعه آورده شده است. همانطور که در بخش‌های قبــل اشاره شد، عناصری مانند سرب و کادمیوم بیشــتر تحـت تأثیر فعالیت‌های انســانی هستند و دارای بیشترین آءودگی در نزدیکی پمپ گاز می‌باشند. نقشه توزیع مکانی عناصر مورد مطالعه نشــان می‌دهد که روی، نیکل و سرب در جنوب منطقه، کادمیوم در نزدیکی فسا و مس در بخش‌های شمال، مرکز و جنوب بیشترین مقدار را داشتند.



شکل۱۳- نقشه پراکنش فاکتور آلودگی فلزات سنگین: الف) مس، ب) روی، ج) نیکل، د) سرب و ه) کادمیم

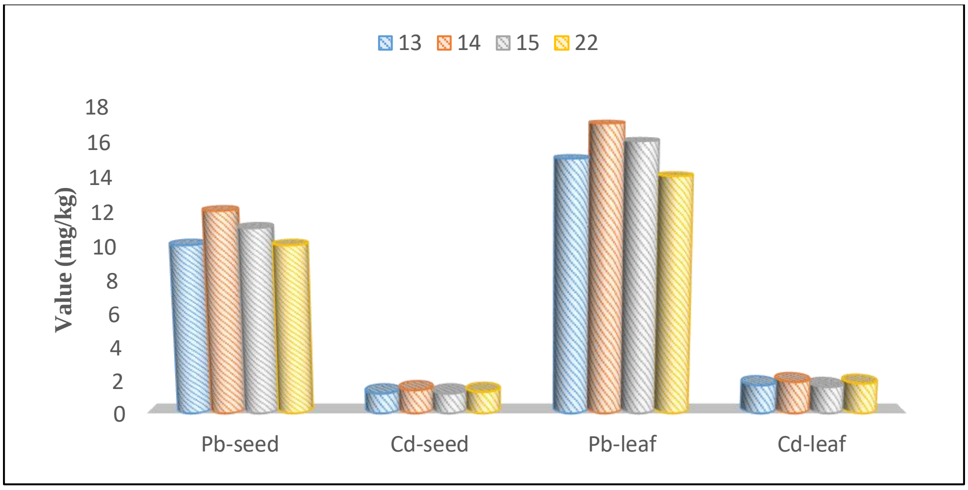
نقشــه کریجینگ پراکنش شــاخص بار آلودگی شاخص RI در شکل ١٤ نشان داده شده است. با توجه به نقشه شــاخص RI مربوط به این عناصــر، بــــاالترین میزان شاخص RI در نزدیکی پمپ گاز و نزدیک به مناطق شهری می‌باشــد Mass و همکـــــاران (۲۰۱۰) در مطالعه توزیع مکانی غلظت برخی فلزات ســنگین در خاک‌های شهری، برونشهری و کشاورزی منــاطق مدیترانــهای الجزایــر نشـــان دادند که ترافیک جاده‌ای اصلی‌ترین دلیل افــزایش غلظـت ســرب در خاکهای اطراف جاده‌ها است. همچنین Lu و همکاران (۲۰۰۸) مشـاهده کردند که افزایش غلظ

فلزات مس و روی در خاک‌های کنار جاده‌ای به وسیله انتشـــارات اگـزوز وسـایل نقلیـه و فرسـوده شـدن اجـزاء اتومبیل ایجاد شده است.



شکل ۱۵- نقشه پراکنش شاخص RI

در این مطالعه در مجموع مشخص شد که ایستگاه‌های ۱۳، ۱٤، ۱۵، ۸، ۹، ۱۰ و ۲۲ دارای بیشترین مقادیر عناصر سنگین (سرب و کادمیوم) بوده و از طرفی مقادیر RI بالا دارند که نشان دهنده ریسک اکولوژیکی بالای این ایستگاه‌ها می‌باشـد. در واقع سرب به عنوان یکی از آلاینده‌های غنی شده در خاک منطقه مورد مطالعه به حساب می‌آید که از طرفی یک فلز غیر ضـروری برای بدن انســان اســت و جذب بیش از حد این فلز می‌تواند به سـیستم‌های عصبی، گردش خون، غدد درون ریز و سـیتم عصـبی آسیب برساند. عنصر سرب از طریق زنجیره غذایی و تنفس غبارات حاوی این عنصـر به سـیتم متابولیسمی انسان و حیوانات راه می‌یابد. در مطالعه‌ای که برای چندین گونه گیاهی در اراضـی کشــاورزی که دارای بیشــترین مقادیر RI بودند (نزدیک ایستگاه‌های ۱۳، ۱٤، ۱۵، ۲۲) نشان داد که مقادیر سـرب و کادمیوم در گندم بالا بوده که این را می‌رساند که نباید در اطراف جاده این گونه‌ها کشت شود (شکل ١٦). همچنین با توجه به شکل مشخص می‌شود که مقادیر این عناصر در برگ نسبت به دانه گیاه بیشتر می‌باشد. در واقع این عناصر در اندام‌های هوایی بیشتر از بقیه بخش‌های گیاه ذخیره می‌شوند. ذرات سرب منتشر شده از اگزوز اتومبیل ها از طریق جذب مســتقیم توســط گیاه و یا از طریق خاک آلوده شــد می‌توانند گیاهان اطراف جاده را آلوده نماید (Pendias, 1992). در حقیقت باید در اطراف جاده‌های پر تردد مثل منطقه مورد مطالعه با تعریف یک حریم از کشت این گونه گیاهان جلوگیری شود.



شکل ۱۶- میانگین مقادیر سرب و کادمیوم در نمونه‌های گیاهی مورد مطالعه

در حقیقت مقدار سرب و کادمیوم در خاک و گیاه با کاهش فاصله از جاده افزایش پیدا می‌کند؛ بنابراین ترافیک و تردد ماشین‌ها در جاده می‌تواند یکی از عوامل آلودگی خاک و گیاه در حاشیه جاده باشد؛ بنابراین با توجه به خطر سرب و کادمیوم برای سلامتی انسان توصیه می‌شود که از کاشت گیاهان در حاشیه جاده‌های پرتردد جلوگیری به عمل آید و مصرف آن برای دام با احتیاط صورت پذیرد.

مطالعات Dolezalova و همکاران (۲۰۱۴) نشان داد که آلودگی خاک به فلزات سنگین (کادمیوم، سرب، روی، مس، منگنز و جیوه) در استراوا جمهوری چک با استفاده از شاخص Igeo و شاخص بار آلودگی در اطراف نواحی شهری که تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی است، زیاد است. Qing و همکاران (۲۰۱۵) ارزیابی آلودگی فلزات سنگین و مخاطرات بهداشتی آن‌ها در خاک‌های شهری شهرک صنعتی فولاد Liaoning ،Anshan در شمال چین را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که خاک‌های این منطقه به میزان متوسط تا حد زیادی با فلزات سرب و کادمیوم آلوده شده است.

در مجموع نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که در غالب نمونه‌های مورد مطالعه مقادیر سرب، کادمیوم بیش از غلظت زمینه طبیعی بودند. نقشه پراکنش فاکتور آلودگی فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه نشان داد که عناصر سرب، و کادمیوم تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی مانند پمپ گاز بوده و عناصر مس و روی و نیکل نیز بیشتر تحت کنترل عوامل طبیعی مانند مواد مادری و نیز فعالیتهای کشاورزی هستند. نقشه پراکنش شاخص RI نیز نشان داد که بیشترین نگرانی موجود در ارتباط با فلزات سرب و کادمیوم در مناطق شهری و اراضی حاشیه‌ای آن است و دیگر مناطق مورد مطالعه بار آلودگی قابل ملاحظه‌ای نشان ندادند. به طور کلی نتایج نشان داد که همواره عوامل انسانی و طبیعی تواماً در پراکنش و میزان غلظت فلزات سنگین دخیل هستند، به همین دلیل برای حفظ

تعـادل اکوسیستم، سلامت انسان، شناسایی اثرات سوء وارده بر محیط زیست نیاز است تا غلظت زمینه و یـا حدود اطمینان زیست محیطی با توجه به شرایط اقلیمی، منطقه‌ای و خصوصیات خاک برآورد گردند.

٤- نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان داد که میانگین غلظت سرب، نیکل، روی، مس و کادمیوم خاک حاشیه جاده‌ها در نزدیکی جاده بیش‌تر است. از نظر آماری، بین میانگین غلظت سرب، نیکل، روی، مس و کادمیوم در فاصلهٔ ۵ متری جاده‌ها و مقادیر زمینه (محل‌های خارج از شهرها و دیگر منابع آلوده کننده) اختلاف معنی دار وجود دارد و در بیشتر مشاهدات غلظت سرب، نیکل، روی، مس و کادمیوم بیش از مقادیر زمینه است. این اختلاف مربوط به تأثیر عوامل ترافیکی و حمل و نقل روی آلودگی خاک حاشیه جاده‌ها است. بنابراین در کاربرد این خاک‌ها برای ایجاد فضای سبز و حتی کاشت گیاهان زراعی باید احتیاط لازم به عمل آید. همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که غلظت سرب و کادمیوم در مناطق نزدیک به پمپ گاز و اراضـی شـهری بیشـتر از سـایر مناطق است که نشان دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی می‌باشد. همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که ایستگاه‌های واقع در نزدیکی پمپ گاز و یا اراضی شهری در روش تجزیه مؤلفه‌های اصـلی دارای بیشـترین آلودگی نسـبت به سـایر ایسـتگاه‌ها هسـتند. نتایج این تحقیق می‌تواند در شهرسازی و طراحی معماری شهری، مدیریت ترافیک و مدیریت کاربری اراضی شهری مورد استفاده قرار گیرد. به طورمثال می‌توان از نتایج این تحقیق در مواردی همچون طراحی عرض جاده‌ها، انتخاب مکان مناسب برای احداث پمپ گاز، انتخاب نوع گیاهان اطراف جاده‌ها استفاده کرد.

کتابنامه

Aguilar Pesantes, A., Peña Carpio, E., Vitvar, T., María Mahamud López, M., & Menéndez-Aguado, J.M., 2019. A Multi-Index Analysis Approach to Heavy Metal Pollution Assessment in River Sediments in the Ponce Enríquez Area, Ecuador Water. 11(3):590.

Al-Chalabi, A.S., & Hawker, D., 2000. Distribution of vehicular Pb in roadside soils of major roads of Brisbane, Australia. Water, Water *Air* Soil Poll. 118: 299–310.

Angulo, E., 1996. The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, 'Mussel-Watch'data: a useful index to assess coastal pollution. Sci Total Environ. 15; 187(1):19-56.

Bakirdere, S., & Yaman, M., 2008. Determination of Pb, Cd and Cu in roadside soil plants in Elazig, Turkey. Environ Monit Assess. 136: 401-410.

Carlon, C., D'Alessandro, M., & Swartjes, F., 2007. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR.306.

Chan, L.S., Ng, S.L., Davis, A.M., Yim, W.W., & Yeung, C.H., 2001. Magnetic properties and heavy-metal contents of contaminated seabed sediments of Penny's Bay, Hong Kong. Marine Pollut Bull. 1;42(7):569-83.

Chaturvedi, A., Bhattacharjee, S., Mondal, G. C., Kumar, V., Singh, P. K., & Singh, A. K., 2019. Exploring new correlation between hazard index and heavy metal pollution index in groundwater. Ecological Indicators, 97, 239-246.

Chen, J., Wei, F., Zheng, C., Wu, Y., & Adriano, D.C., 1991. Background concentrations of elements in soils of China. Water Air Soil Poll. 1;57(1):699-712.

Dolezalova, W.H., Pavlovsky, J., & Chovanec, P., 2014. Heavy metal contamination on Urban soil in Ostrva, Czech Republic: Assessment of metal pollution and using principal component analysis, J Environ Res. 9(2):683-96.

Elik, A., 2003. Heavy metal accumulation in street dust samples in Sivas. Communications in Soil Science and Plant Analysis 34: 145–156.

Fakayode, S.O., & Olu-Owolabi, B.I., 2003. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: its relationship to traffic density and proximity to highways. Environ Geol.1;44(2):150-7.

Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water* Res.14 (8):975-1001.

Harrison, R.M., & laxen, D.P.H., 1977. A comparative study of methods for the analysis of total Pb in soil. Water *Air* Soil Poll. 8: 387-392.

Harrison, R.M., Laxen, D.P., & Wilson, S.J., 1981. Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils. Environ Sci Technol. 1;15(11):1378-83.

Hegazi, A.A., & El-Kady, A., 2010. Effect of road dust on vegetative characters and leaves heavy metal contents of Zizyphus Spina-christi (L.). willd, Syzygiumcuimini(L.) skeels and Olea europea L. seedlings. JHSOP. 2: 98-107.

Islam, M.S., Ahmed, M.K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, & M., Islam, M.K., 2015.

Jia, L., Wang, W., Li, Y., & Yang, L., 2010. Heavy metals in soil and crops of an intensively farmed area: A case study in Yucheng City, Shandong Province, China. Int J Environ Res *Public Health*. 7: 395-412.

Jinfei, F., Jian, Z., Xinmin, B., & Weijian, Z., 2012. Spatial distribution and controlling factors of heavy metals contents in paddy soil and crop grains of rice–wheat cropping system along highway in East China. Environ Geochem Hlth. 34: 605- 614.

Kabata-Pendias AP, Pendias HH., 2001) Trace Elements in Soils and Plants.

Khalifa, M., & Gad, A., 2018. Assessment of heavy metals contamination in agricultural soil of southwestern Nile Delta, Egypt. *Soil Sediment* Contam. *27*(7), pp.619-642.

Li, X., Poon, C.S., & Liu, P.S., 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. J Appl Geochem. 16: 1361–1368.

Liu, M., Yang, Y., Yun, X., Zhang, M., Li, Q.X., & Wang, J., 2014. Distribution and ecological assessment of heavy metals in surface sediments of the East Lake, China. Ecotoxicology. 1;23(1):92-101.

Masoudi, S.N., Ghajar Sepanlo, M., & Bahmanyar, M.A., 2012. Distribution of Pb, Cd, Cu and zinc in roadside soil of Sari-GHaemshahr, rood, Iran. Agric Res. 7: 198-204.

Naser, H.M., Sultana, S., Gomes, R., & Noor, S.H., 2012. Heavy metal pollution and vegetable grown near roadside at Gazipur. Agricultural Research 37: 9-17. Page AL, Miller RH and Keeney DR, 1982. Methods of soil analysis The chemistry of submerged soils. *Adv Agron*. 24: 26-92.

Ndiokwere, C. L., 1984. A study of heavy metal pollution from motor vehicle emissions and its effect on roadside soil, vegetation and crops in Nigeria. Environmental Pollution (Series B), 7, 35-42.

Pagotto, C., Remy, N., Legret, M., & LeCloirec, P., 2001. Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. Environ Technol. 22: 307-319.

Pendias, A.K., & Pendias, H., 1992. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Ratton Arbor, London.

Princewell-Ogbonna, L., & Ogbonna, C., 2011. Heavy metal content in soil and medicinal plants in high traffic urban area. Pak J Nutr. 10: 618-624.

Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L., 2015. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. Ecotox. Environ Safe. 120:377-85.

Rahman, S.H., Khanam, D., Adyel, T.M., Islam, M.S., Ahsan, M.A., & Akbor, M.A., 2012. Assessment of heavy metal contamination of agricultural soil around Dhaka Export Processing Zone (DEPZ), Bangladesh: implication of seasonal variation and indices. Appl Sci.2 (3):584-601.

Robinson, T.P., & Metternicht, G., 2006. Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. Comput Electron Agr. 1;50(2):97-108.

Safari Sinegani, A.A., 2007. Temporal and spatial variability of Pb levels in Salsola kali near Razan-Hamadan highway. JASEM. 11:143-146.

Sarkar, B., 2002. Heavy metals in environment. Marcel Dekker, New York.

Sheng-Gao, L.U., Shi-Qiang, B.A., & Li-Xia, F.U., 2008. Magnetic properties as indicators of Cu and Zn contamination in soils. Pedosphere. 1;18(4):479-85.

Shi, J., Wang, H., Xu, J., Wu, J., Liu, X., Zhu, H., & Yu, C., 2007. Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China. Environ Geol. 1;52(1):1-0.

Siddhant Dash, Smitom Swapna Borah, Ajay Kalamdhad., 2019. A modified indexing approach for assessment of heavy metal contamination in Deepor Beel, India, Ecological Indicators, Volume 106, November 2019, Article 105444

Sobotra, K., & Tanda, F., 2006. Evaluation of Pb and Cd concentrations in soils and bedrocks. Environ Pollut. 12: 457-460.

soils of China. Water, Air, and Soil Pollution, 57:699-712.

Van Bohemen, H.D., Janssen, V.D., & Laak, W.H., 2003. The influence of road infrastructure and traffic on soil, air and water quality. J Environ *Manage*. 31: 50-68.

Wojciechowska, E., Nawrot, N., Walkusz-Miotk, J., Matej-Łukowicz, K., & Pazdro, K., 2019. Heavy metals in sediments of urban streams: Contamination and health risk assessment of influencing factors. Sustainability. 11(3):563.

Yan Feng, Qian Bao, Chen Yunpeng, Zhao Lizi, Xiao Xiao., 2019. Stochastic potential ecological risk model for heavy metal contamination in sediment. Ecological Indicators, Volume 102, July 2019, Pages 246-251

Yaylali-Abanuz. Heavy metal contamination of surface soil around Gebze industrial area, Turkey. Microchemical Journal. 2011; 99:82-92.